

RECURSOS HÍDRICOS SOB PRESSÃO: ANÁLISE EM PAINEL DO IMPACTO DA AGROPECUÁRIA NA MESORREGIÃO OESTE DO PARANÁ (2000–2021)

WATER RESOURCES UNDER PRESSURE: A PANEL DATA APPROACH TO AGRICULTURE'S IMPACT IN PARANÁ'S WESTERN MESOREGION (2000–2021)

Leandro José de Oliveira

Doutorando em Desenvolvimento Regional e Agronegócio pela Universidade Estadual do Oeste do Paraná – Unioeste/Toledo. Bolsista de Pós-Graduação Capes.

E-mail: leandro.oliveira29@unioeste.br

Kristianno Fireman Tenório

Doutorando em Desenvolvimento Regional e Agronegócio pela Universidade Estadual do Oeste do Paraná – Unioeste/Toledo. Bolsista de Pós-Graduação Capes.

E-mail: kristianno.tenorio@unioeste.br

Alexandra Andrade de Almeida Cardoso

Doutoranda em Desenvolvimento Regional e Agronegócio pela Universidade Estadual do Oeste do Paraná – Unioeste/Toledo. Bolsista de Pós-Graduação Capes.

E-mail: alexandra.cardoso@grupointegrado.br

Carlos Alberto Piacenti

Doutor em Economia Aplicada pela Universidade Federal de Viçosa (2009). Professor do Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento Regional e Agronegócio da Universidade Estadual do Oeste do Paraná – PGDRA/Unioeste/Toledo.

E-mail: carlos.piacenti@unioeste.br

Grupo de Trabalho (GT): 4 - Questão ambiental, agroecologia e sustentabilidade

Resumo

Este estudo analisa o impacto da agropecuária sobre os corpos hídricos da Mesorregião Oeste do Paraná entre 2000 e 2021. A região é caracterizada por forte presença da agroindústria, notadamente produção de grãos e proteína animal, o que gera pressões crescentes sobre os recursos hídricos. Com base em uma abordagem quantitativa, foi aplicado um modelo econométrico de dados em painel balanceado (50 municípios × 21 anos), incorporando 11 variáveis, sendo uma dependente (proporção da área de corpos hídricos) e dez independentes relacionadas ao uso da terra e à atividade agropecuária. A análise revelou que quatro variáveis apresentaram significância estatística: irrigação e precipitação acumulada (1%), além do efetivo de bovinos e suínos (5%). A irrigação apresentou sinal positivo inesperado, possivelmente devido à concentração de áreas irrigadas próximas a mananciais e à maior eficiência de gestão hídrica nesses territórios. Já a precipitação, bem como os efetivos de bovinos e suínos apresentaram relação negativa com os corpos hídricos, indicando que o aumento dessas variáveis está associado à redução da área hídrica. Os resultados reforçam a necessidade de políticas públicas voltadas ao uso sustentável da água, especialmente em regiões de elevada produtividade agropecuária. O estudo contribui para o avanço da interface entre análise estatística e gestão ambiental, oferecendo subsídios para o planejamento territorial e para estratégias de mitigação dos impactos ambientais.

Palavras-chave: recursos hídricos; agropecuária; impactos ambientais; análise em painel; Paraná.

Abstract

This study analyzes the impact of agriculture on water bodies in the Western Mesoregion of Paraná between 2000 and 2021. The region is characterized by a strong presence of agribusiness, notably grain and animal protein production, which generates growing pressures on water resources. Based on a quantitative approach, a balanced panel data econometric model was applied (50 municipalities × 21 years), incorporating 11 variables, one of which was dependent (proportion of the area of water bodies) and ten independent variables related to land use and agricultural activity. The analysis revealed that four variables were statistically significant: irrigation and accumulated rainfall (1%), as well as cattle and pig numbers (5%). Irrigation showed an unexpected positive sign,

possibly due to the concentration of irrigated areas near water sources and the greater efficiency of water management in these territories. Rainfall, as well as cattle and pig numbers, showed a negative relationship with water bodies, indicating that an increase in these variables is associated with a reduction in water area. The results reinforce the need for public policies aimed at the sustainable use of water, especially in regions with high agricultural productivity. The study contributes to advancing the interface between statistical analysis and environmental management, offering subsidies for territorial planning and strategies for mitigating environmental impacts.

Key words: water resources; agriculture; environmental impacts; panel data analysis; Paraná.

1. Introdução

A água é um recurso natural essencial para a manutenção da vida, sendo fundamental para o equilíbrio dos ecossistemas e para o desenvolvimento socioeconômico. Os corpos hídricos desempenham um papel estratégico na regulação climática, conservação da biodiversidade e abastecimento de diversas atividades produtivas, incluindo agricultura, pecuária, indústria e consumo urbano. Nas últimas décadas, a expansão da agropecuária tem se consolidado como um dos principais vetores de degradação dos recursos hídricos, resultando na perda de qualidade da água, redução da disponibilidade hídrica e intensificação de conflitos pelo uso da terra e da água (Brasil, 1997).

Os corpos hídricos compreendem todas as massas de água superficiais e subterrâneas que estruturam a paisagem hidrográfica de uma região, desempenhando funções ecológicas, hidrológicas e socioeconômicas (Brasil, 1997, 2018, 2024). Além de regular processos ambientais, como o equilíbrio climático e a manutenção da biodiversidade, esses sistemas dinâmicos sustentam atividades produtivas essenciais, incluindo agricultura, pecuária e indústria (Tucci, 2008).

No Brasil, a Política Nacional de Recursos Hídricos (Lei nº 9.433/1997) estabelece que essas águas podem ser naturais ou artificiais, reforçando sua importância estratégica para o abastecimento humano e a preservação ambiental. No contexto agropecuário, a crescente conversão de áreas naturais e o uso intensivo da terra geram impactos diretos sobre esses recursos, tornando fundamental o monitoramento de sua disponibilidade e qualidade, especialmente em territórios produtivos como a Mesorregião Oeste do Paraná (Rodrigues; Rippel, 2013).

Na região Sul do Brasil, a Mesorregião Oeste do Paraná destaca-se como um dos principais polos agropecuários do país, com forte produção de grãos e proteína animal. Essa intensa atividade produtiva está diretamente associada à conversão de áreas naturais em monoculturas, ao uso intensivo do solo e ao avanço da irrigação e da pecuária (Cordeiro; Melo, 2019). Essas dinâmicas territoriais impactam diretamente os corpos hídricos, afetando sua capacidade de renovação e alterando a qualidade da água.

Campos (2022) destaca que as agroindústrias da região apresentam uma pegada hídrica significativa, o que exige medidas de gestão eficientes para mitigar os impactos ambientais e garantir a sustentabilidade do uso da água. Além disso, eventos climáticos extremos e mudanças ambientais intensificam essas pressões, tornando a gestão hídrica um desafio crescente (Luz; Cardoso, 2011).

Embora haja um consenso sobre os impactos da agropecuária nos recursos hídricos, os estudos existentes ainda são majoritariamente locais e qualitativos, carecendo de análises sistemáticas que quantifiquem a relação entre uso da terra e degradação hídrica ao longo do tempo. Esse vácuo metodológico limita a formulação de políticas públicas eficazes, dificultando a construção de estratégias de mitigação adequadas. Além disso, há uma carência de pesquisas que utilizem modelos econométricos com dados em painel, uma abordagem que permite isolar efeitos espaciais e temporais, ampliando a robustez analítica das investigações sobre impacto ambiental (Santos; Jacinto; Tejada, 2012).

Diante desse cenário, este estudo tem como objetivo analisar o impacto da agropecuária sobre os corpos hídricos da Mesorregião Oeste do Paraná, no período de 2000 a 2021, utilizando modelos econométricos com dados em painel. O foco é identificar quais variáveis relacionadas ao uso do solo e às atividades agropecuárias influenciam a variação da área dos corpos hídricos, contribuindo para o debate sobre o uso sustentável dos recursos naturais em territórios produtivos.

A pesquisa se justifica pela necessidade de ampliar a base de evidências empíricas sobre a relação entre agropecuária e degradação hídrica, especialmente em uma região de forte vocação produtiva como o Oeste do Paraná. Os resultados podem subsidiar políticas públicas voltadas à conservação dos recursos hídricos, fornecendo diagnósticos para um planejamento territorial mais eficiente. Além disso, ao utilizar uma abordagem quantitativa robusta, o estudo busca fortalecer a interface entre análise estatística e gestão ambiental, contribuindo para a aplicação de modelos preditivos em estudos sobre sustentabilidade agropecuária (Gaspar, 2024).

A problemática analisada neste estudo está diretamente relacionada aos desafios globais da gestão dos recursos naturais, conforme evidenciado pelos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS). O ODS 6 – Água potável e saneamento, o ODS 15 – Vida terrestre e o ODS 13 – Ação contra a mudança global do clima refletem a necessidade de estratégias que conciliem produção agropecuária e conservação hídrica. Além disso, ao avaliar os impactos da agropecuária sobre os corpos d'água, o estudo contribui com evidências empíricas essenciais para a formulação de políticas que alinhem produtividade e sustentabilidade, um dos desafios do ODS 8 – Trabalho decente e crescimento econômico (ONU, 2015).

O artigo está estruturado em cinco seções, incluindo esta introdução. Na segunda seção, discute-se a função ecológica e estratégica dos recursos hídricos. A terceira seção aborda as pressões ambientais decorrentes da atividade agropecuária sobre os corpos hídricos. A quarta seção apresenta a metodologia do trabalho com foco em dados painéis e os respectivos testes de ajustes do modelo. Na quinta seção são expostos a análise e a discussão dos resultados. Por fim, na última seção é realizada as considerações finais do estudo.

2. A função ecológica e estratégica dos recursos hídricos

Os corpos hídricos, segundo a Agência Nacional de Águas – ANA (2024), exercem funções ecológicas essenciais, como a regulação do microclima, a manutenção da biodiversidade aquática e terrestre, a recarga de aquíferos e o transporte de nutrientes.

Do ponto de vista ecológico, a vegetação nativa exerce papel estratégico na proteção dos recursos hídricos. A cobertura vegetal influencia a infiltração, reduz o escoamento superficial e age como filtro natural, evitando o assoreamento e a poluição dos cursos d'água. A remoção dessa vegetação, por sua vez, está diretamente relacionada à degradação da qualidade e da quantidade de água disponível (Luz; Cardoso, 2011; Campos; Campos, 2015).

O equilíbrio hidrológico de um território depende da relação entre os usos do solo e a preservação dos ecossistemas naturais. Estudos como os de Mello *et al.* (2020) e Pereira *et al.* (2014) demonstram que a conversão de áreas de vegetação nativa para atividades agropecuárias afeta diretamente a capacidade de retenção hídrica do solo, reduzindo a infiltração e aumentando o escoamento superficial. Esse processo, além de intensificar os riscos de erosão e assoreamento, compromete a recarga dos aquíferos e altera a dinâmica dos cursos d'água, principalmente em bacias hidrográficas com alta densidade de uso agrícola.

As transformações territoriais impulsionadas pela agropecuária não apenas afetam o regime hídrico, mas também colocam em risco a resiliência dos sistemas naturais. Chagas, Chaffe e Blöschl (2022) chamam atenção para a aceleração do ciclo hidrológico em função da

combinação entre mudanças climáticas e intensificação do uso da terra. A substituição de paisagens florestais por monoculturas extensivas, aliada ao uso de irrigação e práticas pouco sustentáveis de manejo, amplifica os extremos hídricos, contribuindo tanto para eventos de escassez quanto de excesso hídrico, como secas prolongadas e inundações súbitas.

Além dos efeitos ecológicos diretos, a gestão da água envolve dimensões sociais e políticas que atravessam o planejamento territorial. Gaspar (2024) e Ferreira *et al.* (2016) argumentam que os mecanismos institucionais de regulação dos recursos hídricos frequentemente operam sob lógicas de priorização econômica, privilegiando grandes empreendimentos em detrimento de práticas mais sustentáveis e democráticas. Nesse contexto, o acesso desigual à água e a apropriação de áreas de recarga hídrica por setores produtivos intensivos acentuam as desigualdades socioambientais, principalmente em regiões dependentes da água para agricultura familiar e subsistência.

3. Pressões ambientais da agropecuária sobre os corpos hídricos

A expansão da agropecuária configura-se como uma das principais formas de pressão sobre os corpos hídricos no Brasil. O avanço das fronteiras agrícolas, associado à intensificação da pecuária e ao uso extensivo de insumos químicos, transforma o uso da terra e modifica profundamente os ciclos hidrológicos.

Mello *et al.* (2020) demonstram que o desmatamento para a implantação de lavouras e pastagens aumenta o escoamento superficial, diminui a capacidade de infiltração do solo e intensifica a erosão. Esse processo contribui para a contaminação dos cursos d'água e a redução da disponibilidade hídrica, tanto em qualidade quanto em quantidade.

A irrigação, por sua vez, ainda que necessária em muitos contextos agrícolas, também representa um vetor de pressão crescente. Segundo Paz *et al.* (2000), a maior parte dos sistemas de irrigação no Brasil apresenta baixos níveis de eficiência, resultando em desperdício de água e uso intensivo dos mananciais. Quando associada à monocultura, como no caso da soja, milho ou trigo, essa prática gera desequilíbrios no balanço hídrico e pode provocar escassez em períodos críticos.

O uso extensivo da terra para criação de bovinos, suínos e galináceos representa um desafio adicional. Rivero *et al.* (2009) demonstram que a pecuária é um dos principais motores do desmatamento na Amazônia e está associada à poluição hídrica por dejetos, à compactação do solo e à degradação das margens dos rios. Esses efeitos acumulados comprometem a sustentabilidade hídrica, especialmente em territórios que concentram atividades agropecuárias intensivas.

No contexto regional, o Oeste do Paraná apresenta características ambientais e produtivas que tornam a gestão dos recursos hídricos ainda mais desafiadora. A região é marcada por uma forte presença da agropecuária intensiva, com destaque para a produção de grãos, especialmente soja, milho e trigo, além da criação concentrada de suínos e aves (Fauro; Toniol; Serra, 2016; Ferrarini, 2022). Esses usos pressionam as nascentes, córregos e rios que cortam o território, como observado em estudos sobre a Bacia do Rio São Francisco Verdadeiro e da Bacia do Paraná 3.

Já a fragmentação da vegetação nativa, a expansão da fronteira agrícola e a concentração da produção em propriedades mecanizadas contribuem para a redução da infiltração, o aumento da carga de sedimentos e a sobrecarga dos mananciais. Nesse cenário, torna-se urgente considerar a especificidade do território como elemento fundamental para a formulação de políticas públicas voltadas à proteção hídrica e ao uso racional da água na produção (Vianna, 1995; Winter; Braun; Lima, 2005; Ribeiro *et al.*, 2024).

Com base na literatura especializada, é possível identificar os sinais esperados das variáveis explicativas relacionadas à atividade agropecuária sobre os corpos hídricos. A seguir, o Quadro 1 apresenta uma síntese dessas relações, indicando se cada variável exerce, em geral, impacto positivo ou negativo, conforme estudos que analisam os efeitos do uso do solo, da cobertura vegetal, da precipitação, irrigação, produção de soja, milho e trigo, da criação bovina, suína e de aves, sobre a disponibilidade e qualidade da água em contextos territoriais diversos.

Quadro 1 – Relação esperada dos sinais das variáveis explicativas com base na literatura sobre impacto ambiental da agropecuária nos corpos hídricos

Variáveis de Impacto sobre os Corpos Hídricos	Relação esperada	Fonte
Proporção da área de supressão da vegetação primária em relação a área total do território (em %)	Negativa	Mello et al. (2020); Pereira et al. (2014); Chagas et al. (2022); Waldecy Rodrigues e Juliana Aguiar Melo; Chagas, Chaffe & Blöschl (2022); Fearnside, 2002; Artaxo, P. et al. (2018); Dal Magro, T. R. et al. (2019); Pereira, D. R. et al. (2014); Silva et al. (2023); Heck (2021)
Proporção da área com irrigação (pivô central de irrigação, outros sistemas de irrigação e inundação) em relação a área total do território (em %)	Negativa	Multsch et al. (2020); Oliveira; Talamini, (2020); Chagas, Chaffe & Blöschl (2022); Paz et al. (2000); Althoff et al. (2021)
Proporção da área queimada em relação a área total do território (em %)	Negativa	Fearnside, 2002; Artaxo, P. et al. (2018); Soares-Filho, B. et al. (2022); Gatti, L. V. et al. (2020); Pereira, G. et al. (2019); Rivero et al. (2009); Fearnside (2005)
Proporção da precipitação acumulada no período em relação a área total do território (em %)	Negativa	Chagas, Chaffe & Blöschl (2022); Pereira et al., 2014; Xavier, A. C. et al. (2023); Oliveira, L. T. et al. (2021); Althoff et al. (2021); Silva et al. (2023);
Proporção da área colhida de soja em relação a área total do território (em %)	Negativa	Mello et al. (2020); Waldecy Rodrigues e Juliana Aguiar Melo; Multsch et al., 2020; Barreto, P. et al. (2017); Rivero et al. (2009); Heck (2021)
Proporção da área colhida de milho em relação a área total do território (em %)	Negativa	Waldecy Rodrigues e Juliana Aguiar Melo; Multsch et al., 2020; Abbade (2020)
Proporção da área colhida de trigo em relação a área total do território (em %)	Negativa	Multsch et al., 2020; Flach et al. (2020).
Proporção do efetivo de bovinos em relação a área total do território (em %)	Negativa	Mello et al. (2020); Chagas, Chaffe & Blöschl (2022); Fearnside, 2002; Dal Magro, T. R. et al. (2019); Barreto, P. et al. (2017); Rivero et al. (2009); Fearnside (2005).
Proporção do efetivo de suínos em relação a área total do território (em %)	Negativa	Multsch et al., 2020; Heck (2021)
Proporção do efetivo de galináceos (galinhas) em relação a área total do território (em %)	Negativa	Dal Pai; Faria, (2023); Farias, (2023)

Fonte: Adaptado de Ceretta *et al.* (2009).

Diante da complexidade das interações entre as variáveis agropecuárias e os recursos hídricos, conforme discutido na literatura, torna-se essencial aprofundar a análise empírica

dessas relações a partir de uma abordagem territorializada. Assim, a próxima seção apresenta os procedimentos metodológicos adotados para a seleção das variáveis, delimitação espacial, organização dos dados e definição das estratégias analíticas que orientaram o desenvolvimento deste estudo.

4. Metodologia

Para atender à proposição da presente pesquisa, utilizou-se uma abordagem quantitativa de natureza explicativa. De acordo com Lozada e Nunes (2018), esse tipo de pesquisa tem como objetivo central identificar os fatores que determinam ou contribuem para a ocorrência de um determinado fato. Nesse aspecto, como o objetivo desta pesquisa visa analisar o impacto ambiental da agropecuária nos corpos hídricos da mesorregião Oeste do Paraná, optou-se por empregar a técnica de dados em painel também conhecida como dados longitudinais.

As técnicas de estimação dos dados em painel combinam séries temporais e dados de corte transversal, permitindo que os dados de uma determinada variável ou grupo de sujeitos (indivíduos, empresas, estados, municípios e países) sejam coletados em diversos momentos no tempo, o que possibilita analisar as relações dinâmicas tanto na dimensão temporal quanto espacial (Gujarati; Porter, 2011).

Segundo Tiryaki e Andrade (2017), o uso de dados em painel permite expandir o número de observações utilizadas na análise econométrica. Sendo assim, com uma amostra maior, as estimativas dos coeficientes de regressão são mais precisas. Ou seja, os testes apresentam maior eficiência, em que o estimador não é enviesado, apresentando variâncias menores para todos os possíveis valores dos parâmetros da equação estimada.

Além disso, ao combinar séries temporais com observações de corte transversal, os dados em painel oferecem "dados mais informativos, maior variabilidade, menos colinearidade entre variáveis, mais graus de liberdade e maior eficiência" (Baltagi, 2005). De modo geral, como nosso objetivo é estimar os parâmetros de um modelo Y_{it} em função de $X_{1it}, X_{2it}, \dots, X_{kit}$, de acordo com Fávero e Belfiore (2022), podemos definir a expressão geral de um modelo longitudinal de regressão da seguinte forma:

$$Y_{it} = a_i + b_1 \cdot X_{1it} + b_2 \cdot X_{2it} + \dots b_k \cdot X_{kit} + \varepsilon_{it} \quad (1)$$

Em que: Y representa o fenômeno em estudo (variável dependente que varia entre indivíduos e ao longo do tempo); a_i : representa o intercepto para cada indivíduo e pode assumir efeitos fixos ou aleatórios; b_j ($j = 1, 2, \dots, k$) são os coeficientes de cada variável, X_j são as variáveis explicativas, que também variam entre indivíduos e ao longo do tempo, e ε : representa os termos de erro idiossincrático. Os subscritos i representam cada um dos indivíduos da amostra em análise ($i = 1, 2, \dots, n$, em que n é a quantidade de indivíduos na amostra) e os subscritos t representam os períodos em que são coletados os dados.

Segundo Vieira, Ceretta e Da Fonseca (2011), existem, basicamente, três formas de simplificar e ajustar o modelo geral a fim de torná-lo mais funcional: Modelo Pooled, *Fixed-Effects* Model (Efeitos Fixos) e o *Random Effects* (Efeitos Aleatórios). No primeiro modelo o intercepto é o mesmo para toda a amostra, ou seja, assume-se que todos os elementos da amostra possuem comportamento idêntico. O modelo *Pooled* não considera o efeito do tempo e nem o efeito individual de cada empresa (Baltagi, 2005).

Nos modelos de Efeitos Fixos, os coeficientes podem variar de indivíduo para indivíduo ou no tempo, ainda que permaneçam como constantes fixas, logo, não aleatórias (Marques, 2000). Este tipo de modelo pode, adicionalmente, ser dinâmico quando uma variável defasada é incluída no modelo, e estático, caso contrário (Baltagi, 2005).

Por último, tem-se ainda o modelo de Efeitos Aleatórios que segue a premissa de que a influência do comportamento do indivíduo ou o efeito do tempo não pode ser conhecido, não podendo ser observado e nem medido. Assim, em amostras longitudinais de grande dimensão, podemos sempre representar estes efeitos individuais ou temporais específicos sob a forma de uma variável aleatória normal (Marques, 2000). Dessa forma, admite-se a existência do erro não correlacionado com os regressores.

De acordo com Ceretta *et al.* (2009), a escolha do modelo mais adequado para a amostra em estudo acontece mediante comparação realizada pelos seguintes testes: 1) Teste de Chow (Teste F), que compara a regressão *Pooled* com o Modelo de Efeitos Fixos; (2) Breusch-Pagan, que compara a regressão *Pooled* com o Modelo de Efeitos Aleatórios; e (3) Teste de Hausman, que verifica qual modelo, Fixo ou Aleatório, é o mais adequado.

Contudo, semelhante ao que ocorre nos estudos de séries de tempo, a presença de raiz unitária em dados em painel pode levar uma relação econométrica estimada a ser espúria. Por isso, antes de estimar o modelo, deve-se verificar se as séries utilizadas contêm raiz unitária, ou seja, se são estacionárias no intervalo de tempo (Santos; Jacinto; Tejada, 2012).

Segundo Monteiro (2012), o uso de teste de raiz unitária para dados em painel é recente e pode ser classificado em duas abordagens. Na primeira, estão os testes propostos por Levin, Lin & Chu (2002) e de Breitung (2000) os quais podem ser considerados como o teste de Dickey-Fuller Aumentado (ADF) para dados agrupados. Na segunda abordagem, destacam-se os testes que permitem a existência de um processo individual de raiz unitária de forma que os parâmetros de persistência podem variar livremente para cada unidade (grupo). Trata-se de testes construídos a partir das estatísticas individuais, por exemplo, os Testes de Im, Pesaran e Shin (2003) - IPS, ADF-Fisher (Maddala; Wu, 1999) e PP-Fisher (Choi, 2001).

Durante o processo de construção do modelo, faz-se necessário verificar se as variáveis explicativas possuem associações lineares significativas. Para identificar problemas de multicolinearidade precisamos de uma medida que expresse o grau em que cada variável independente é explicada pelo conjunto de outras variáveis independentes. Nessa pesquisa utilizou-se a medida baseada no Fator de Inflação da Variância (VIF).

O VIF traduz o valor de tolerância, o qual expressa diretamente o grau de multicolinearidade em um impacto sobre o processo de estimação. Um VIF máximo acima de 10 indica que a multicolinearidade pode estar influenciando as estimativas de mínimos quadrados (Hair *et al.*, 2009). Logo, se o modelo estiver livre da multicolinearidade, a escolha entre os modelos poderá ser realizada através dos testes específicos.

Além disso, um dos pressupostos de qualquer regressão é o de que a covariância dos resíduos seja nula e que a variância dos erros seja constante (homoscedasticidade). No entanto, se a variância dos resíduos variar de acordo com os níveis das variáveis explicativas, isso pode levar a estimativas de coeficientes imprecisas e inferências incorretas sobre a significância dos coeficientes. Portanto, o problema da heterocedasticidade manifesta-se quando a hipótese de que os erros apresentam variância constante não é válida, isto é, os erros não são homocedásticos (Gujarati; Porter, 2011).

Em dados de painel, as informações são coletadas ao longo do tempo para várias unidades individuais, como países, empresas ou indivíduos. Logo, a dependência entre as seções transversais pode ocorrer quando as observações em diferentes unidades estão correlacionadas entre si, o que pode violar a suposição de independência entre as observações.

A estatística proposta por Pesaran (2004) visa verificar a presença de dependência cruzada. Logo, se o teste indicar a presença de dependência significativa, isso sugere que as observações em diferentes unidades não são independentes entre si, o que pode afetar a precisão das estimativas e inferências feitas a partir do modelo de painel. Nesse caso, podem ser

necessários métodos ou modelos estatísticos específicos para lidar com essa dependência, como modelos de erros padrão robustos para painel.

Nesse estudo, assim como apresentado por Menezes (2017), fazer-se-á o uso da estimação consistente para heterocedasticidade de White (1980), também conhecida como estimativa robusta para os erros-padrões. Normalmente, a opção de White é usada para comparar os resultados obtidos regularmente com o Mínimos Quadrados Ordinários (MQO) como verificação, para ver se a heterocedasticidade é um problema grave em determinado conjunto de dados (Gujarati; Porter, 2011).

Entretanto, é preciso destacar que a desvantagem do procedimento de Halbert White está no fato de que os estimadores obtidos podem não ser tão eficientes quanto os obtidos pelos métodos que transformam dados para refletir tipos específicos de heterocedasticidades. Ademais, apesar dos benefícios do uso de dados em painéis há situações que pode conter diferenças sistemáticas entre as unidades individuais que não são observadas ou não podem ser completamente controladas por meio das variáveis incluídas no modelo.

Nessa circunstância, a heterogeneidade não observada pode levar a estimativas viesadas e inferências incorretas. Outro fator que limita dados em painel está relacionado a endogeneidade. Isso ocorre quando as variáveis explicativas estão correlacionadas com os erros do modelo, levando a estimativas inconsistentes e dificuldades na interpretação dos resultados (Baltagi, 2005).

4.1 Área de abrangência e dados da pesquisa

Para avaliar o impacto ambiental da agropecuária nos corpos hídricos da Mesorregião Oeste do Paraná foram analisadas 11 variáveis no período de 2000 a 2021. A escolha do período analisado se justifica pela disponibilidade das informações e, também, devido a necessidade de construção de abordagens que tratam do paradigma da produção agropecuária sob os preceitos do desenvolvimento sustentável ao longo do século XXI.

A Mesorregião Oeste do Paraná ocupa uma área territorial de 22.851,003 km² e possui posição estratégica, pois faz fronteira com os países da Argentina e Paraguai. Os municípios de Foz do Iguaçu, Cascavel e Toledo são os mais populosos da região e mais diversificados, disponibilizando bens e serviços não encontrados nos demais municípios da região (Alves *et al.*, 2007).

Essa mesorregião é uma das principais produtoras de grãos do Brasil, com destaque para a produção de soja, milho e trigo, concentrando agroindústrias de diversos segmentos, desde processamento de alimentos e de grãos. Além do mais, concentra uma porção significativa do efetivo de bovinos, aves e suínos. Há exemplo, o município de Toledo é considerado o maior produtor de suínos do Brasil com um efetivo de 909.879 cabeças em 2022 (IBGE, 2022).

Com relação ao grupo de variáveis usadas no constructo do modelo uma é dependente – proporção da área anual de corpos hídricos – e as outras 10 são independentes. O Quadro 2 apresenta a descrição, o período e as fontes de cada uma das variáveis utilizadas no estudo.

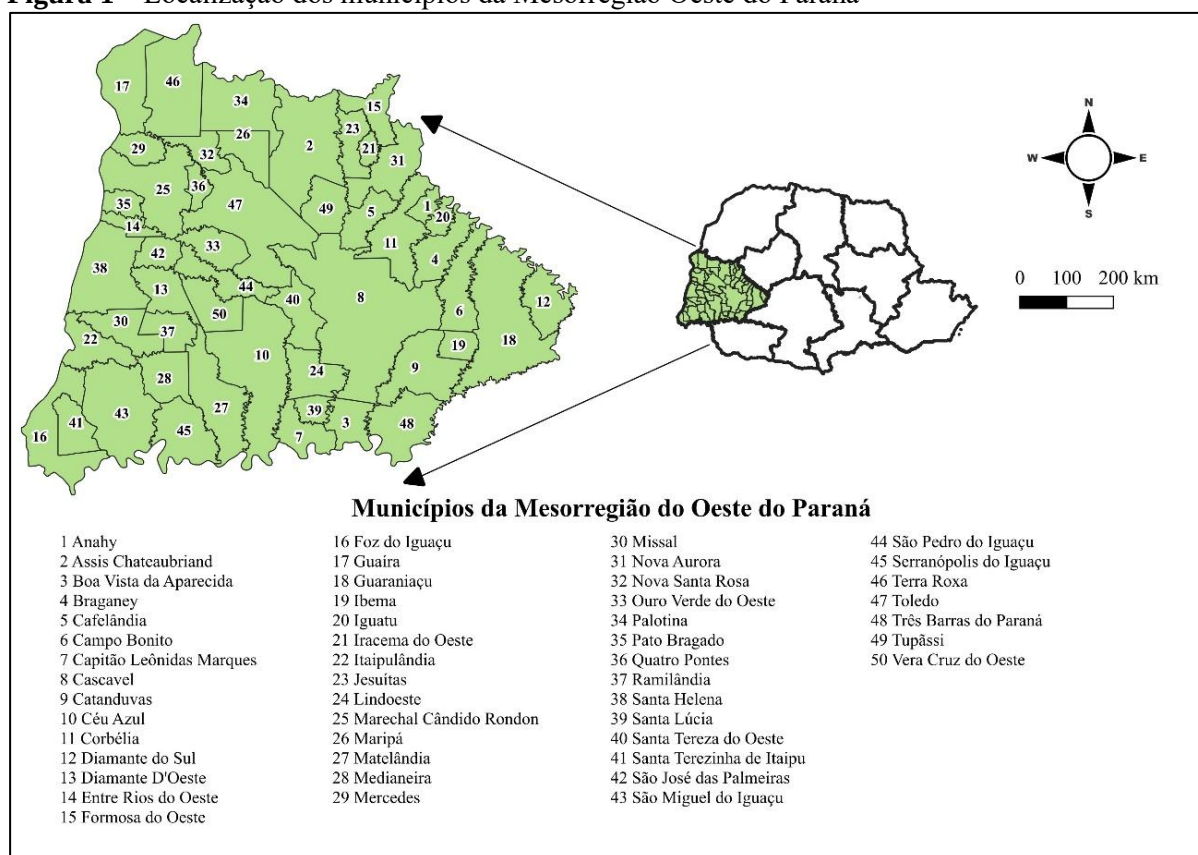
Quadro 2 – Descrição das variáveis usadas no constructo do modelo

Cód.	Variáveis	Período	Fonte
Y	Proporção da área de corpos hídricos em relação a área total da unidade territorial (em %)	2000-2021	MAPBIOMAS BRASIL
X1	Proporção da área de supressão da vegetação primária em relação a área total do território (em %)	2000-2021	MAPBIOMAS BRASIL
X2	Proporção da área com irrigação (pivô central de irrigação, outros sistemas de irrigação e inundação) em relação a área total do território (em %)	2000-2021	MAPBIOMAS BRASIL
X3	Proporção da área queimada em relação a área total do território (em %)	2000-2021	MAPBIOMAS BRASIL
X4	Proporção da precipitação acumulada no período em relação a área total do território (em %)	2000-2021	SIMEPAR
X5	Proporção da área colhida de soja em relação a área total do território (em %)	2000-2021	PAM/IBGE
X6	Proporção da área colhida de milho em relação a área total do território (em %)	2000-2021	PAM/IBGE
X7	Proporção da área colhida de trigo em relação a área total do território (em %)	2000-2021	PAM/IBGE
X8	Proporção do efetivo de bovinos em relação a área total do território (em %)	2000-2021	PPM/IBGE
X9	Proporção do efetivo de suínos em relação a área total do território (em %)	2000-2021	PPM/IBGE
X10	Proporção do efetivo de galináceos (galinhas) em relação a área total do território (em %)	2000-2021	PPM/IBGE

Fonte: Elaborado pelos autores (2024).

Para obter os parâmetros estimados da regressão, utilizou-se o *Software* Estatístico EViews 12. Também foi usado o *Software* Zotero 7 para fazer o gerenciamento das referências bibliográficas do artigo. Após ajuste na amostra, a base de dados do estudo ficou delimitada em 50 unidades territoriais para o período de 2001 a 2021. Em síntese, o estudo compreendeu os 50 municípios da mesorregião Oeste do Paraná (Figura 1).

Figura 1 – Localização dos municípios da Mesorregião Oeste do Paraná



Fonte: Elaborado pelos pesquisadores (2024).

5. Análise dos resultados e discussões

A Tabela 1 apresenta o resultado dos testes de raiz unitária das variáveis usadas no modelo. De acordo com os resultados, temos que a grande maioria das variáveis são estacionárias em nível, não apresentando, portanto, raiz unitária (como valor P é significativo a 5%, rejeita-se a hipótese nula de que a série tenha raiz unitária). As variáveis X2*: proporção da área com irrigação; X9*: proporção do efetivo de suínos e X10*: proporção do efetivo de galináceos (galinhas) apresentaram estacionariedade em primeira diferença. Matematicamente, a primeira diferença de uma variável Y_t é dada por: $\Delta Y_t = (Y_t - Y_{t-1}) + u_t$. Portanto, uma vez que u_t é um termo de ruído branco, ele é estacionário, o que significa que as primeiras diferenças de uma série temporal de passeio aleatório são estacionárias (Gujarati; Porter, 2011).

Tabela 1 – Resumo dos testes de raiz unitária das variáveis usadas no modelo

Variáveis	Teste	Estatística T	Valor P	Variáveis	Teste	Estatística T	Valor P
Y	LLC	-5,8816	0,0000	Y	ADF	209,1990	0,0000
X1	LLC	-15,1719	0,0000	X1	ADF	322,2050	0,0000
X2*	LLC	-12,5781	0,0000	X2*	ADF	230,0200	0,0000
X3	LLC	-54,5764	0,0000	X3	ADF	627,5280	0,0000
X4	LLC	-4,7254	0,0000	X4	ADF	250,7830	0,0000
X5	LLC	-6,5932	0,0000	X5	ADF	195,1220	0,0000
X6	LLC	-7,5424	0,0000	X6	ADF	194,1250	0,0000
X7	LLC	-7,0825	0,0000	X7	ADF	170,1110	0,0000
X8	LLC	-8,5936	0,0000	X8	ADF	209,9860	0,0000
X9*	LLC	-31,2548	0,0000	X9*	ADF	904,6950	0,0000
X10*	LLC	-30,5053	0,0000	X10*	ADF	895,1160	0,0000
Y	IPS	-4,3420	0,0000	Y	PP	155,8020	0,0003
X1	IPS	-18,4949	0,0000	X1	PP	376,9890	0,0000
X2*	IPS	-9,1306	0,0000	X2*	PP	233,0560	0,0000
X3	IPS	-35,7564	0,0000	X3	PP	775,6200	0,0000
X4	IPS	-8,5032	0,0000	X4	PP	270,5330	0,0000
X5	IPS	-5,6811	0,0000	X5	PP	212,3070	0,0000
X6	IPS	-5,5781	0,0000	X6	PP	240,9890	0,0000
X7	IPS	-7,0343	0,0000	X7	PP	173,0180	0,0000
X8	IPS	-1,8906	0,0293	X8	PP	277,0550	0,0000
X9*	IPS	-24,7214	0,0000	X9*	PP	941,9230	0,0000
X10*	IPS	-23,7595	0,0000	X10*	PP	906,1890	0,0000

Obs. Foram aplicados os testes: Levin, Lin e Chu (2002) - LLC; Im, Pesaran e Shin (2003) - IPS, ADF-Fisher (Maddala e Wu, 1999) e PP-Fisher (Choi, 2001). Fonte: Dados da pesquisa (2024).

Após a verificação da presença de raiz unitária no conjunto das variáveis utilizadas no modelo, fez-se um procedimento para detectar a presença de multicolinearidade. A Tabela 2 apresenta os resultados do teste VIF centrado. Esse indicador apresenta valores de no mínimo 1,0 e se apresentar valores superiores a 10,0 pode indicar um problema de multicolinearidade.

Nota-se que os valores do VIF centrado são todos abaixo de 10,00 e seu valor médio é 1,30, portanto, o modelo estimado não apresenta interferências da multicolinearidade, e, assim, é possível realizar a comparação e escolha entre os modelos.

Tabela 2 – Coeficientes e fatores de inflacionamento de variância do modelo de efeito fixo

Variáveis	Coeficiente	VIF Centrado
C	0,002511	NA
X1	0,004513	1,104904
X2	0,006539	1,023253
X3	0,000136	1,007176
X4	5,28E-06	1,081175
X5	5,83E-07	1,196409
X6	3,08E-07	2,310253
X7	7,58E-07	2,009057
X8	2,53E-07	1,205184
X9	2,92E-09	1,015398
X10	1,41E-09	1,007967

Fonte: Dados da pesquisa (2024).

Para comparar as estimativas do Modelo *Pooled* com o Modelo de Efeitos Fixos utiliza-se o Teste de Chow, também conhecido como Teste *F*. Em seguida, para verificar se o Modelo

Pooled é mais adequado do que o Modelo de Efeitos Aleatórios, utilizou-se o teste LM de *Breusch-Pagan*. Por fim, utilizou-se o teste de *Hausman* para a escolha entre o Modelo de Efeito Fixo e o Modelo de Efeito Aleatório.

Dessa forma, com base nos testes aplicados, o modelo de efeitos fixos mostrou-se o mais satisfatório. Contudo, antes de estimar o modelo foram aplicados alguns testes para verificar a presença de heterocedasticidade e autocorrelação serial nos resíduos. Na Tabela 3 são apresentados os resultados dos testes que identificam a presença de heterocedasticidade e a existência de dependência cruzada, condição que viola o pressuposto de independência entre os resíduos.

Tabela 3 – Teste de dependência cruzada dos resíduos

Teste	Estatística	Grau de liberdade	Valor-P
Breusch-Pagan LM	6499,9560	1225	0,0000
Pesaran scaled LM	106,5702		0,0000
Bias-corrected scaled LM	105,3202		0,0000
Pesaran CD	10,8678		0,0000

Fonte: Dados da pesquisa (2024).

Como o teste Breusch-Pagan LM foi significativo a 5%, rejeita-se a hipótese nula de que a série é homocedástica, logo é possível afirmar a presença de heterocedasticidade nos resíduos. Já os testes Pesaran scaled LM, Bias-corrected scaled LM e Pesaran CD também apresentaram significância a 5%, indicando a presença de dependência cruzada nos resíduos, ou seja, os dados apresentam problemas de autocorrelação.

Diante disso, optou-se nesse estudo por fazer uma estimação proposta por Baltagi (2005) e White (1980) que sugerem uma estimação de Mínimos Quadrados Generalizados (GLS) para correção do problema de heterocedasticidade por meio dos erros padrão robustos. Logo, o modelo estimado apresentou a seguinte especificação:

$$Y_{it} = a_i + B_1X_{1it} + B_2\Delta X_{2it} + B_3X_{3it} + B_4X_{4it} + B_5X_{5it} + B_6X_{6it} + B_7X_{7it} + B_8X_{8it} + B_9\Delta X_{9it} + B_{10}\Delta X_{10it} + \alpha_i + u_{it} \quad (2)$$

Onde: Y_{it} : é a variável dependente para a unidade i no período t ; a_i : representa o intercepto para cada unidade; X_{it} : é uma matriz de variáveis independentes para a unidade i no período t ; B : é um vetor de coeficientes para as variáveis independentes; α_i é o efeito fixo específico da unidade i ; u_{it} : é o termo de erro, que pode ser heterocedástico e autocorrelacionado. Nesta formulação, o modelo permite tanto efeitos fixos específicos de cada unidade (capturados por α_i) quanto efeitos das variáveis independentes (capturados por B_kX_{kit}) sobre a variável dependente. O termo de erro u_{it} captura todos os fatores não observados que afetam a variável dependente, mas não estão incluídos no modelo.

A Tabela 4 apresenta o sumário dos resultados do modelo estimado. Logo, se considerarmos os critérios de informação BIC, HQC e AIC, a estimativa se mostrou adequada na explicação da variável dependente, pois em ambos os testes o valor detectado foi baixo.

Tabela 4 – Estimação robusta a heterocedasticidade do painel: Modelo de Efeito Fixo

Variável	Coefficiente	Erro Padrão	Estatística T	P-valor
C	4,433787	0,052830	83,925170	0,0000
X1	-0,036231	0,037028	-0,978474	0,3395
X2	0,160376	0,052128	3,076566	0,0060*
X3	-0,009186	0,017228	-0,533233	0,5997
X4	-0,006412	0,002178	-2,943735	0,0080*
X5	-0,000465	0,000447	-1,039500	0,3110
X6	-0,000188	0,000317	-0,591442	0,5609
X7	-0,000533	0,000520	-1,024213	0,3180
X8	-0,001695	0,000771	-2,197123	0,0400**
X9	-0,000106	0,000041	-2,555318	0,0189**
X10	-0,000008	0,000038	-0,212339	0,8340
Raiz do erro quadrático médio (RMSE)	0,122247	Valor do R ²		0,999774
Média da variável dependente	4,264577	Valor do R ² ajustado		0,999760
Desvio padrão da variável dependente;	8,127371	Desvio padrão da regressão		0,125897
Critério de informação de Akaike (AIC)	-1,251262	Soma dos quadrados dos resíduos;		15,69152
Critério de Informação Bayesiano (BIC)	-0,968031	Valor da função de máxima verossimilhança		716,9128
Critério de Hannan-Quinn (HQC)	-1,143870	Estatística F		74079,08
Estatística de Durbin-Watson (DW)	0,305531	Valor-p da estatística F		0,000000

Significativo a 1% (*); 5% (**) e 10% (***). Fonte: Dados da pesquisa (2024).

O valor do R-quadrado ajustado denota que em conjunto as variáveis explicativas explicam 99% dos casos de influência ambiental da atividade agropecuária na proporção da área de corpos hídricos da mesorregião Oeste do Paraná. Os resultados evidenciam que do total de 10 variáveis explicativas usadas no modelo duas foram significativas a 1% e duas foram significativas a 5%.

A variável X2: proporção da área com irrigação apresentou sinal positivo, contrariando o esperado pela teoria. Esperava-se que, com o aumento do uso intensivo de sistemas como aspersão, pivô central, gotejamento, sulco, entre outros, houvesse maior pressão sobre os recursos hídricos. Contudo, nesta ocasião o aumento de uma unidade na proporção da área com irrigação aumenta em 0,1604 a proporção da área de corpos hídricos na mesorregião. Esse resultado pode estar associado a características específicas do território, como a concentração de áreas irrigadas próximas a mananciais superficiais, geralmente em regiões com maior disponibilidade hídrica.

Segundo Paz et al. (2000), a irrigação no Brasil se desenvolveu majoritariamente em áreas onde o acesso à água é tecnicamente viável, o que implica proximidade física com corpos d'água. Além disso, Oliveira e Talamini (2020) destacam que muitos municípios com agricultura irrigada possuem sistemas institucionais mais organizados de gestão da água, o que pode contribuir para a preservação das fontes hídricas. Assim, embora a irrigação seja frequentemente apontada como vetor de pressão sobre os recursos hídricos, em determinados contextos ela pode coexistir com áreas mais estruturadas de conservação e uso racional da água, especialmente quando há regulação e tecnologias de controle de uso (Silva *et al.*, 2013; Paolinelli; Dourado Neto; Mantovani, 2022).

A variável X4: proporção da precipitação acumulada no período apresentou sinal negativo, mostrando uma relação inversa com a variável dependente. O coeficiente negativo indica que o aumento de uma unidade na proporção da precipitação acumulada diminui em -

0,0064 a proporção da área de corpos hídricos na mesorregião. O processo de reestruturação produtiva no campo, aliado à intensificação do uso do solo e à substituição de vegetações nativas por monoculturas, tem provocado alterações importantes no equilíbrio ambiental das regiões (Goedert, 2012; Bertusso *et al.*, 2019; Oliveira *et al.*, 2022).

A redução da cobertura vegetal, especialmente nas áreas de mata ciliar e fragmentos de floresta, compromete o ciclo hidrológico e a capacidade de retenção de umidade do solo, afetando a formação de nuvens e, consequentemente, a ocorrência de chuvas. Portanto, a diminuição da precipitação no Oeste do Paraná não deve ser compreendida como um fenômeno isolado, mas como resultado de uma complexa interação entre fatores antrópicos e naturais, intensificada por modelos produtivos que priorizam a eficiência econômica em detrimento da sustentabilidade ecológica (Althoff *et al.*, 2021; dos Santos *et al.*, 2023).

A variável X8: proporção do efetivo de bovinos expressa uma relação negativa com a proporção da área de corpos hídricos. Logo, o aumento de uma unidade na proporção do efetivo de bovinos diminui em -0,0016 a proporção da área de corpos hídricos na mesorregião. Esse comportamento pode estar associado aos impactos diretos da pecuária extensiva sobre os recursos naturais e a estrutura da paisagem hídrica.

Conforme discutido por Mello *et al.* (2020), a expansão das atividades agropecuárias, particularmente a bovinocultura, tem levado à substituição da vegetação nativa por pastagens, afetando a capacidade de retenção e infiltração da água no solo e reduzindo a permanência da água na superfície.

Além disso, Chagas, Chaffé e Blöschl (2022) identificam que o desmatamento provocado pela conversão de áreas naturais em pastagens modifica o regime hidrológico, reduzindo o fluxo de base e a conectividade hídrica entre os fragmentos aquáticos, o que pode ocasionar o desaparecimento ou a redução de corpos d'água. A substituição da vegetação nativa compromete o ciclo da água ao reduzir a evapotranspiração e alterar a dinâmica de recarga hídrica.

Complementando essa perspectiva, Fearnside (2002) alerta que a degradação ambiental associada ao avanço da pecuária na Amazônia, embora em escala distinta, também se verifica em outras regiões brasileiras com ocupação intensiva, gerando desequilíbrios entre uso do solo e disponibilidade hídrica. Já Dal Magro *et al.* (2019) observam que o modelo de produção baseado na maximização da produtividade, sem a devida compensação ambiental, tem contribuído para a redução da resiliência dos ecossistemas, o que impacta diretamente a qualidade e extensão dos corpos hídricos.

O uso desordenado do solo e a falta de controle sobre as áreas de preservação permanente, em especial nas margens de rios e nascentes, resultam na intensificação do assoreamento e na consequente diminuição da área de espelhos d'água. Assim, a pecuária bovina, quando conduzida de forma intensiva e sem práticas sustentáveis, pode ser considerada um vetor de pressão significativa sobre os corpos hídricos na mesorregião analisada (Rivero *et al.*, 2009; Dal Magro *et al.*, 2019).

A variável X9: proporção do efetivo de suínos evidencia uma relação negativa com a proporção da área de corpos hídricos. Isso indica que o aumento de uma unidade na proporção do efetivo de suínos diminui em -0,0001 a proporção da área de corpos hídricos na mesorregião.

Esse resultado pode estar relacionado à elevada carga ambiental da suinocultura intensiva, especialmente no que diz respeito à produção e disposição dos dejetos animais. Segundo Multsch *et al.* (2020) e Winter *et al.* (2005), a concentração de resíduos orgânicos provenientes da suinocultura, quando não manejada adequadamente, contribui para a poluição difusa e a sobrecarga de nutrientes nos corpos d'água, provocando processos como a eutrofização, o assoreamento e a degradação da qualidade da água. Esses processos impactam

diretamente a estabilidade, a extensão e a funcionalidade dos corpos hídricos superficiais (Roesler; Cesconeto, 2003; Silva; Bassi, 2012; Schwantes *et al.*, 2013).

As demais variáveis: X1 e X3 que são associadas ao desmatamento e queimadas da vegetação primária; X5, X6 e X7: que são associadas a atividade agrícola e X10: que é associada a atividade da pecuária não apresentaram significância para o modelo em questão. Contudo, podemos deduzir através dos sinais negativos exibidos pelos coeficientes que existe uma relação negativa entre essas variáveis e a proporção da área de corpos hídricos na mesorregião Oeste do Paraná.

Os sinais negativos dos coeficientes indicam uma tendência de relação inversa entre essas variáveis e a proporção da área de corpos hídricos na mesorregião Oeste do Paraná. Esse comportamento pode estar relacionado ao avanço da fronteira agropecuária, à degradação ambiental e à alteração dos regimes hidrológicos provocados por práticas antrópicas. Conforme evidenciam Mello *et al.* (2020) e Chagas *et al.* (2022), a conversão de áreas naturais em sistemas produtivos afeta diretamente a dinâmica hídrica das paisagens, com impacto na infiltração, recarga de aquíferos e manutenção dos corpos hídricos superficiais.

Além disso, Fearnside (2002) destaca que o desmatamento e as queimadas não apenas afetam a cobertura vegetal e a biodiversidade, mas também alteram o regime de chuvas e contribuem para a instabilidade climática regional. A remoção da vegetação primária compromete a evapotranspiração e reduz a capacidade dos solos em reter e redistribuir a água, fatores que, somados à expansão da agricultura mecanizada, tendem a intensificar o escoamento superficial e o assoreamento.

Rivero *et al.* (2009) e Pereira *et al.* (2014) também evidenciam que a intensificação agrícola, quando desvinculada de práticas de conservação ambiental, gera uma sobrecarga sobre os recursos hídricos, especialmente nas áreas de nascentes e margens de rios, que acabam sendo degradadas ou eliminadas da paisagem rural.

Essas variáveis, mesmo sem significância estatística no modelo, sugerem padrões territoriais que coincidem com os processos de pressão sobre os corpos hídricos já identificados por Bertusso *et al.* (2019) e Heck (2021): onde a expansão das atividades agropecuárias, aliada à frágil governança ambiental e à ocupação desordenada, reforça um ciclo de degradação progressiva dos recursos hídricos. Dessa forma, os sinais negativos observados apontam para a necessidade de aprofundar a análise sobre a relação entre o uso da terra e a preservação da água superficial na região, considerando os limites ecológicos e a resiliência dos sistemas naturais.

Considerações finais

Esse trabalho teve como objetivo analisar o impacto ambiental da agropecuária nos corpos hídricos da mesorregião Oeste do Paraná no período de 2000 a 2021. Os resultados mostram que a partir do século XXI a atividade agropecuária vem exercendo impacto negativo na proporção da área de corpos hídricos na mesorregião Oeste do Paraná. Em grande parte, isto se deve em função da atividade da pecuária animal, principalmente devido a produção de bovinos e suínos que apresentaram significância estatística e uma relação negativa com a proporção de corpos hídricos da mesorregião.

As variáveis proporção da área irrigada e proporção da precipitação acumulada também apresentaram significância estatística para o modelo em questão. Contudo, a relação dessas variáveis com a área de corpos hídricos apresentou sinal contrário ao esperado. Essa situação abre lacunas para que novas pesquisas sejam elaboradas usando outros procedimentos metodológicos, permitindo a comparação de resultados, possibilitando maior confiabilidade nos critérios de validação do modelo.

No entanto, apesar das limitações do modelo apresentado, o estudo mostra evidências da necessidade de se promoverem práticas agropecuárias cada vez mais pautadas no contexto do desenvolvimento sustentável. É preciso consenso da governança pública dos entes federativos para articular estratégias que fomentem o desenvolvimento de forma sustentada a longo prazo. Na medida em que ações efetivas possam mitigar o efeito da ação antrópica sobre os recursos naturais é possível assegurar ganhos econômicos e melhoria de vida para população sem comprometer a sobrevivência das gerações futuras e do próprio planeta.

Referências

- ALTHOFF, D. *et al.* Assessing rainfall spatial variability in the Brazilian savanna region with TMPA rainfall dataset. **Journal of South American Earth Sciences**, [s. l.], v. 111, p. 103482, 2021.
- ALVES, L. R. *et al.* O continuum, a localização do emprego e a configuração espacial do oeste do Paraná. **Revista HEERA**, [s. l.], p. 25–47, 2007.
- ANDRADE, C. S. M.; TIRYAKI, G. F. **Econometria na prática**. 1. ed. Rio de Janeiro: Alta Books, 2017.
- BALTAGI, B. H. **Econometric analysis of panel data**. Fifth editioned. Chichester, West Sussex, United Kingdom: Wiley, 2005.
- BERTUSSO, F. R. *et al.* Recuperação de nascentes em propriedades rurais do município de Cruzeiro Do Oeste, PR. **Brazilian Journal of Animal and Environmental Research**, [s. l.], v. 2, n. 3, p. 995–1007, 2019.
- BRASIL. **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil 2018**. Brasília: Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA), 2018. Informe Anual.
- BRASIL. **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil 2024**. Brasília: Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA), 2024. Informe Anual.
- BRASIL. **Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997**. [S. l.], 1997. Política Nacional de Recursos Hídricos (Presidência da República - Casa Civil).
- BREITUNG, J. The local power of some unit root tests for panel data. *In: ADVANCES IN ECONOMETRICS*. Bingley: Emerald (MCB UP), 2000. v. 15, p. 161–177.
- CAMPOS, R. F. de. **Recursos hídricos, agroindústrias e desenvolvimento regional na região Oeste do Paraná**. 2022. 188 f. Tese (Doutorado em Desenvolvimento Regional e Agronegócio) - Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Toledo, 2022.
- CAMPOS, J. N. B.; CAMPOS, V. R. A formação dos conhecimentos em recursos hídricos e aplicações em tomadas de decisões. **Estudos Avançados**, [s. l.], v. 29, n. 84, p. 179–194, 2015.
- CERETTA, P. S. *et al.* Determinantes da estrutura de capital: uma análise de dados em painel de empresas pertencentes ao ibovespa no período de 1995 a 2007. **REGE Revista de Gestão**, [s. l.], v. 16, n. 4, p. 29–43, 2009.

CHAGAS, V. B. P.; CHAFFE, P. L. B.; BLÖSCHL, G. Climate and land management accelerate the Brazilian water cycle. **Nature Communications**, [s. l.], v. 13, n. 1, p. 5136, 2022.

CHOI, I. Unit root tests for panel data. **Journal of International Money and Finance**, [s. l.], v. 20, n. 2, p. 249–272, 2001.

CORDEIRO, P. S.; MELO, C. O. de. A QUESTÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS: UM ESTUDO PARA O MUNICÍPIO DE CASCAVEL - PR. **Gestão e Desenvolvimento em Revista**, [s. l.], v. 5, n. 1, p. 55–69, 2019.

DAL MAGRO, T. R. *et al.* PRODUÇÃO BOVINA E DESMATAMENTO: ANÁLISE DA DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DA ATIVIDADE PECUÁRIA NO ESTADO DE RONDÔNIA. **Informe GEPEC**, [s. l.], v. 23, n. 1, p. 112–126, 2019.

DAL PAI, E. L.; FARIA, N. R. CONSUMO CONSCIENTE DE ÁGUA EM ABATEDOURO DE AVES. **Revista (RE)DEFINIÇÕES DAS FRONTEIRAS**, [s. l.], v. 1, n. 2, p. 299–317, 2023.

DE OLIVEIRA, L.; TALAMINI, E. Water resources management in the Brazilian agricultural irrigation. [s. l.], 2020.

DOS SANTOS, D. C. *et al.* Precipitation variability using GPCC data and its relationship with atmospheric teleconnections in Northeast Brazil. **Climate Dynamics**, [s. l.], v. 61, n. 11–12, p. 5035–5048, 2023.

FARIAS, C. J. **Água virtual na atividade avícola no oeste paranaense**. 2023. 106 f. Tese (Doutorado em Desenvolvimento Rural Sustentável) - Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Marechal Cândido Rondon, 2023.

FAURO, J. C. da S.; TONIOL, F. P. da F.; SERRA, E. TÉCNICAS AGRÍCOLAS, PRESERVAÇÃO E IMPACTOS AMBIENTAIS NA REGIÃO OESTE DO PARANÁ. **RAEGA - O Espaço Geográfico em Análise**, [s. l.], v. 36, p. 302–321, 2016.

FÁVERO, L. P.; BELFIORE, P. **Manual de análise de dados: estatística e modelagem multivariada com excel, SPSS e stata**. 1. ed. Rio de Janeiro: LTC, 2022.

FEARNSIDE, P. M. Fogo e emissão de gases de efeito estufa dos ecossistemas florestais da Amazônia brasileira. **Estudos Avançados**, [s. l.], v. 16, n. 44, p. 99–123, 2002.

FERRARINI, A. dos S. F. A AGRICULTURA IRRIGADA NO PARANÁ: EXPANSÃO DE ÁREAS E USO DE RECURSOS HÍDRICOS. **Revista Paranaense de Desenvolvimento - RPD**, [s. l.], v. 43, n. 142, 2022.

FERREIRA, M. J. M. *et al.* Gestão e uso dos recursos hídricos e a expansão do agronegócio: água para quê e para quem?. **Ciência & Saúde Coletiva**, [s. l.], v. 21, n. 3, p. 743–752, 2016.

GASPAR, N. M. Água e desenvolvimento: análise de dispositivos governamentais brasileiros para a gestão dos recursos hídricos. **Horizontes Antropológicos**, [s. l.], v. 30, n. 70, p. e700403, 2024.

GOEDERT, M. de L. **Estudo da viabilidade do aproveitamento de águas pluviais em diferentes indústrias do oeste do Paraná**. 2012. 60 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Medianeira, 2012.

GUJARATI, D. N.; PORTER, D. C. **Econometria básica**. Tradução: Denise Durante. 5. ed. Porto Alegre: AMGH, 2011.

HAIR, J. F. *et al.* **Análise Multivariada de Dados**. Tradução: Maria Aparecida Gouvêa; Adonai Schlup Sant'Anna. 6. ed. Porto Alegre: Bookman, 2009.

HECK, C. R. A EXPANSÃO PRODUTIVA AGROPECUÁRIA NO ESTADO DE MATO GROSSO E SEUS IMPACTOS FUNDIÁRIOS E AMBIENTAIS A PARTIR DOS ANOS 2000 / Agricultural productive expansion in the State of Mato Grosso and its fundial and environmental impacts from 2000. **Informe GEPEC**, [s. l.], v. 25, n. 2, p. 62–84, 2021.

IBGE. **Tabela 3939: Efetivo dos rebanhos, por tipo de rebanho – Pesquisa da Pecuária Municipal 2022 (PPM)**. [S. l.], 2022. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE).

IM, K. S.; PESARAN, M. H.; SHIN, Y. Testing for unit roots in heterogeneous panels. **Journal of Econometrics**, [s. l.], v. 115, n. 1, p. 53–74, 2003.

LEVIN, A.; LIN, C.-F.; JAMES CHU, C.-S. Unit root tests in panel data: asymptotic and finite-sample properties. **Journal of Econometrics**, [s. l.], v. 108, n. 1, p. 1–24, 2002.

LUZ, L.; CARDOSO, M. A questão ecológica na gestão dos corpos hídricos - analisando os focos das diretrizes brasileira e européia. **Revista de Gestão de Água da América Latina (REGA)**, [s. l.], v. 8, n. 1, p. 19–31, 2011.

MADDALA, G. S.; WU, S. A Comparative Study of Unit Root Tests with Panel Data and a New Simple Test. **Oxford Bulletin of Economics and Statistics**, [s. l.], v. 61, n. S1, p. 631–652, 1999.

MARQUES, L. D. Modelos Dinâmicos com Dados em Paineis: Revisão da Literatura. **FEP Working Papers**, [s. l.], FEP Working Papers, 2000.

MELLO, K. de *et al.* Multiscale land use impacts on water quality: Assessment, planning, and future perspectives in Brazil. **Journal of Environmental Management**, [s. l.], v. 270, p. 110879, 2020.

MENEZES, G. Dados de Painel no EViews. [s. l.], p. 1–24, 2017.

MONTEIRO, V. B. **Crescimento e infraestrutura: três ensaios com dados em painel**. 2012. 71 f. Tese (doutorado) - Programa de Pós Graduação em Economia - Universidade Federal do Ceará, Fortaleza-CE, 2012.

MULTSCH, S. *et al.* Assessment of potential implications of agricultural irrigation policy on surface water scarcity in Brazil. **Hydrology and Earth System Sciences**, [s. l.], v. 24, n. 1, p. 307–324, 2020.

OLIVEIRA, U. *et al.* Determinants of Fire Impact in the Brazilian Biomes. **Frontiers in Forests and Global Change**, [s. l.], v. 5, 2022.

ONU, O. das N. U. **Agenda 2030 para o Desenvolvimento Sustentável | As Nações Unidas no Brasil**. [S. l.], 2015.

PAOLINELLI, A.; DOURADO NETO, D.; MANTOVANI, E. C. (org.). **Agricultura irrigada no Brasil: recursos hídricos e sustentabilidade**. Piracicaba, SP: Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz (ESALQ/USP), 2022.

PAZ, V. P. D. S.; TEODORO, R. E. F.; MENDONÇA, F. C. Recursos hídricos, agricultura irrigada e meio ambiente. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, [s. l.], v. 4, n. 3, p. 465–473, 2000.

PEREIRA, D. dos R. *et al.* Impacts of deforestation on water balance components of a watershed on the Brazilian East Coast. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, [s. l.], v. 38, p. 1350–1358, 2014.

PESARAN, M. H. General Diagnostic Tests for Cross Section Dependence in Panels. **Cambridge Working Papers in Economics**, [s. l.], Cambridge Working Papers in Economics, 2004.

RIBEIRO, J. S. *et al.* Contaminação dos recursos hídricos por agrotóxicos utilizados em commodities: avaliação por modelos de simulação: Contamination of water resources by pesticides used in commodities: assessment through simulation models. **Revista de Geociências do Nordeste**, [s. l.], v. 10, n. 2, p. 438–453, 2024.

RIVERO, S. *et al.* Pecuária e desmatamento: uma análise das principais causas diretas do desmatamento na Amazônia. **Nova Economia**, [s. l.], v. 19, n. 1, p. 41–66, 2009.

RODRIGUES, K. F.; RIPPEL, R. Crescimento Econômico e Recursos Hídricos: um estudo da agropecuária na Bacia do Paraná III. **Revista Paranaense de Desenvolvimento - RPD**, [s. l.], v. 34, n. 125, p. 191–212, 2013.

ROESLER, M. R. V. B.; CESCO NETO, E. A. A produção de suínos e as propostas de gestão de ativos ambientais: o caso da região de Toledo - Paraná. **Informe GEPEC**, [s. l.], v. 7, n. 2, 2003.

SANTOS, A. M. A. D.; JACINTO, P. D. A.; TEJADA, C. A. O. Causalidade entre renda e saúde: uma análise através da abordagem de dados em painel com os estados do Brasil. **Estudos Econômicos (São Paulo)**, [s. l.], v. 42, n. 2, p. 229–261, 2012.

SCHWANTES, D. *et al.* Impacto ambiental da suinocultura e uso de flocculantes como alternativa no tratamento de dejetos suínos: um estudo de caso. **Revista Cultivando o Saber**, [s. l.], v. 6, n. 1, p. 162–172, 2013.

SILVA, V. D. P. R. D. *et al.* Uma medida de sustentabilidade ambiental: pegada hídrica. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, [s. l.], v. 17, n. 1, p. 100–105, 2013.

SILVA, C. L. da; BASSI, N. S. S. Análise dos Impactos Ambientais no Oeste Catarinense e das Tecnologias Desenvolvidas pela Embrapa Suínos e Aves. **Informe GEPEC**, [s. l.], v. 16, n. 1, p. 128–143, 2012.

TUCCI, C. E. M. Águas urbanas. **Estudos Avançados**, [s. l.], v. 22, n. 63, p. 97–112, 2008.

VIANNA, P. C. G. **Contribuição ao conhecimento do sistema aquífero Serra Geral no Oeste Paranaense, para fins de abastecimento público e outros**. 1995. 102 f. Dissertação (Mestrado em Geografia), Centro de Filosofia e Ciências Humanas - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 1995.

VIEIRA, K.; CERETTA, P.; DA FONSECA, J. Influence of variation of liquidity in asset pricing: panel analysis of the brazilian market for the period january 2000 to june 2008. **Brazilian Business Review**, [s. l.], v. 8, n. 3, p. 40–63, 2011.

WHITE, H. A Heteroskedasticity-Consistent Covariance Matrix Estimator and a Direct Test for Heteroskedasticity. **Econometrica**, [s. l.], v. 48, n. 4, p. 817–838, 1980.

WINTER, R.; BRAUN, M. B. S.; LIMA, J. F. de. Notas sobre o impacto da produção de suínos na bacia do Rio Toledo - Paraná. **Informe GEPEC**, [s. l.], v. 9, n. 2, 2005.